

# A feltáródás modellezése mikrokozmosz tesztben

Gruiz Katalin

A Gyöngyösorsóban tapasztalt érdekes feltáródási folyamatok részletesebb tanulmányozására, a fémek mozgékonyvá válásának, a szennyezőanyag talajra kerülése utáni folyamatok követésének, a bányászati hulladékok feltáródásának és a toxikus hatást kifejteni képes fémek keletkezésének körülményeit megismerendő mikrokozmosz kísérletet indítottunk a bányászati hulladékokkal mesterségesen szennyezett talajjal.

## 1. A mikrokozmosz kísérlet ismertetése

A mikrokozmosz kísérlettel tehát egy, a természetben is lejátszódó folyamatot modellezünk, azt, hogy a talajba kerülő szerves szennyezőanyagok hozzáférhetősége hogyan változik az idő előrehaladtával, ahogy a mállási folyamatok során a feltáródás beindul. A kísérlet során a toxikus fémeket tartalmazó bányászati hulladékokat meghatározott arányokban összekevertük a szennyezett területtől északra elhelyezkedő, érintetlen területről származó, mérésekkel bizonyítottan szennyezetlen talajjal. Meghatározott időközönként mintákat vettünk; a kísérlet elején gyakrabban, kéthetente, a nyolcadik héttől havonta. A mintákat fiziko-kémiai módszerekkel (pH, humusz, növények által felvehető mezo- és mikroelemtartalom) elemeztük, mikrobiológiai aktivitását a baktériumszám mérésével jellemeztük, a szennyezőanyagok káros hatásait pedig ökotoxikológiai tesztekkel (egysejtű, növényi és állati testlélőlényekkel) vizsgáltuk. A fiziko-kémiai és biológiai-ökotoxikológiai jellemzőket az időben követtük, hogy a fémek hozzáférhetőségének változását regisztrálhassuk.

A területet szennyező bányászati hulladékok a Gyöngyösorszi környékén található elhagyott bánya területéről származnak. A terület felmérése és a különböző forrásokból származó szennyezőanyagok terjedésének és kockázatának vizsgálata során az egyik legveszélyesebb összetevőként a fémtartalmú hulladékok szétszóródását követő feltáródásukat és a bennük kötött fémek mobilizálódását azonosítottuk. Ezért döntöttünk úgy, hogy a bányászati hulladékok talajban történő feltáródását szimuláljuk a mikrokozmosz kísérletekben.

A mintavételi pontok kiválasztásánál a legfontosabb az volt, hogy az ott található hulladékok jellemzők legyenek a szennyezett területre. A minták három különböző helyről származtak:

- A talaj amit a kísérletekben szennyeztünk (referencia talaj), az altáró fölötti, Károlytáró község melletti erdőből származó talaj.
- A meddőhányó középső tavának üledéke (MÜ), szürkés-fekete színű, iszapos, homokos állagú anyag, a tóba hullott szerves hulladék bomlása miatt megindult a humuszképződés és ezzel párhuzamosan feltételezhetően a meddőanyag feltáródása
- A flotációs technológiából származó, a meddőhányót alkotó porszerű anyag (SZM)
- A nehéfémtartalmú savas bányavízből meszezéssel kicsapott vörös színű csapadék, a zagytározóból származó, nagy víztartalmú, iszapszerű üledék (VI).

## 2. A kísérletekben felhasznált bányászati hulladékok és a referencia talaj jellemzői

A talajban található összes nehézfém tartalom nagyon különbözhet a toxicitást okozó, növények, vagy más organizmusok által felvehető, mozgékony nehézfém tartalomtól. Ezt bizonyítja többek közt a 4. melléklet 3. táblázatának adatsora is, ahol a meddőanyagok (szürke meddő, vörös meddő, sárga üledék) a meddőhányó tetején található tó kiszáradt partjáról vett mélyebb rétegek, míg a sárgás takaróréteg a meddőanyag és a meddőhányóra hordott talaj keveréke. Ennek a táblázatnak a mérési adataiból, látható hogy a talajhoz keveredett hulladék esetében, savanyú pH mellett, kisebb összecsinktartalom ellenére több a növények számára felvehető Zn, mint a meddőanyagban, a bányászati hulladékban magában. Ez a konkrét mérési adat megerősítette azt a feltevésünket, hogy a biológiailag hozzáférhetetlen fémtartalom a hulladékok talajhoz keveredésekor egy gyorsított feltáródáson megy keresztül ezáltal veszélyeztetve az ökoszisztémát és a tápláléklánc felsőbb tagjait, például az embert is. Ugyanezt támasztották alá azok az eredmények, amelyek azt mutatják, hogy a kiskertek talajának összfémtartalmához képest a mozgékony mennyiség gyakran azonos nagyságrendbe esik.

**1. táblázat: A kísérletekben vizsgált referencia talaj és a bányászati hulladékminták összes fémtartalma**

Minta	Bemért tömeg	Zn	Cr	Cu	Pb	Ni	Cd
	(g)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
Referencia	0,22	119	227	32	125	52	22
SZM	0,23	938	0	9	136	41	156
MÜ	0,24	587	93	385	1110	19	162
VI	0,27	389	34	128	375	9	27

A fémtartalom a minták 20%-os salétromsavas feltárása után lett mérve

Ref.= erdei talaj

MÜ = meddőhányón lévő tó üledéke

SZM = flotációs meddőanyaga

VI = savas bányavízből kicsapott meszes csapadék

**2. táblázat: A referencia talaj és a bányászati hulladékok pH értékei és növények által felvehető fémtartalma**

Minta	pH	Zn	Cr	Cu	Pb	Ni	Cd
		(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
Ref.	3,82	7,5	1,24	0,9	11,2	0,8	0,1
SZM	7,66	148,3	0,03<	21,4	46,4	0,4	1,4
MÜ	7,20	376,7	0,02<	167,8	1069,1	1,1	4,4
VI	7,58	1801,6	0,02<	0,5	0,1	0,2<	1,9

Ref. = referencia erdei talaj

SZM = flotációsmeddő anyaga

MÜ

= meddőhányón lévő tó üledéke VI = tóból kicsapott meszes csapadék

A növények által felvehető fémtartalmat EDTÁ-val történő extrakcióval modelleztük. A következő táblázatban feltüntettük a kísérletekben felhasznált minták  $\text{CaCO}_3$ , humusz, és  $\text{SO}_4\text{-S}$  tartalmát. Ezek a vegyületek a toxikus fémeknél nagyságrendekkel nagyobb mennyiségben fordulnak elő a hulladékokban, így ezek alapvetően befolyásolják a talaj-hulladék keverék tulajdonságait, pH-ját, redoxpotenciálját, puffer kapacitását és toxikusságát. A talajhoz nagy koncentrációban adott hulladékok esetén kezdetben ezek az összetevők, elsősorban a  $\text{SO}_4$  és a Ca tartalom dominálnak.

**3. táblázat: A referencia talajban és a bányászati hulladékokban mérhető pH, humusz és mezelemtartalom**

Minta	pH	$\text{CaCO}_3$	Ca	Humusz	$\text{P}_2\text{O}_5$	$\text{SO}_4\text{-S}$
		(%)	(ppm)	(%)	(%)	(ppm)
Ref.	3,82	0	964	3,3	23,4	8
SZM	7,66	7,0	24 964	0,6	2,5	566
MÜ	7,20	9,0	52 182	4,6	2,5	2812
VI	7,58	49,0	127 332	0,8	17,2	1530

Ref. = referencia erdei talaj                      SZM = flotációsmeddő anyaga  
 MÜ = meddőhányón lévő tó üledéke VI = tóból kicsapott meszes csapadék

### 3. A feltáródási kísérletek során történt változások

A mikrokozmosz kísérletekben zajló feltáródási folyamatokat fiziko-kémiai és biológiai módszerekkel követtük. A bányászati hulladékokat, amiket úgy választottunk ki, hogy jellemzőek legyenek a területre, meghatározott százalékos arányban (40, 20, 10 és 5%) kevertük a referencia talajhoz. A keverékeket megfelelő nedvességtartalom és szobahőmérséklet mellett inkubáltuk, a kísérletekkel így szimuláltuk a hulladékok feltáródását, melynek során a toxikus fémek mozgékonyakká, az élő szervezetek számára hozzáférhetővé válnak. Ilyen szituációk Gyöngyösorosziban több helyen is előfordulnak, például áradáskor elöntött területeken, a meddőhányó felületén, a tavak üledékében, főleg a parti szakaszokon.

#### 3.1. A kísérletek követése fizikai-kémiai analízissel

##### 3.1.1. A pH, $\text{CaCO}_3$ és Ca tartalom változásai

A referencia talaj és a szennyeződések összekeverése utáni hetekben a pH a mikrokozmoszokban elkezdett nőni a bányászati hulladékok, illetve csapadékok

feltáródásával. A referencia talaj savanyú volt ( $\text{pH} = 3,82$ ), ezért a kezdeti időpontban a pH a talajhoz kevert szennyezőanyagok mennyiségével arányosan nőtt. Kezdetben a legmagasabb pH értékeket a meszes csapadékot (VI) tartalmazó mintákban mértük, mivel ez tartalmazta a legtöbb pH növelő kémiai formát. A szürke flotációs meddőanyagot (SZM) tartalmazó mintákban viszont, ahol a legkevesebb a pH-t növelő komponens, mértük a legkisebb kezdeti pH-kat. Ahogy a talaj és a hozzákevert hulladék „összeért”, a pH értékek beálltak egy közel állandó és azonos értékre ( $\text{pH} 7-7,5$ ). A SZM és MÜ leghígabb (5% szennyeződést tartalmazó mintái), nem voltak képesek követni ezt a menetet, savasabbak maradtak, mivel ezekbe jutott a legkevesebb, pufferolást biztosító csapadék. (Itt a talaj saját pH-ja dominál, melyet nem tudott semlegesíteni a viszonylag kis koncentrációban hozzákevert hulladék). A zagytaórozó hidroxid tartalmú üledékében (VI) sok a pufferolást biztosító anyag, így még a leghígabb minta is tudta a talaj savasságát kompenzálni (ld. M1-M5 táblázatok a tanulmány végén).

A legnagyobb Ca tartalom a vörös iszapot, (meszes csapadék: VI) tartalmazó mikrokozmoszok esetében mérhető, ami nem is csoda, hiszen ez nem más, mint a táróból kifolyó savas nehézfém tartalmú bányavíz kicsapásából származó hidroxid-csapadék. A másik két bányászati hulladékot tartalmazó mikrokozmoszokban, főként a leghígabbakban (5% szennyező anyagot tartalmazó,) elhanyagolhatóan kicsi a  $\text{CaCO}_3$  mennyisége.

A Ca tartalom változása arányos a  $\text{CaCO}_3$  változásával, nemcsak a mennyiségekben, de a görbe menetében is. Még abban is hasonlít a görbék menete, hogy az SZM és MÜ 10% illetve 20% szennyező anyagot tartalmazó kísérleteinél a görbék jellege hasonlóan változik meg. A Ca tehát nagyrészt  $\text{CaCO}_3$  formájában van jelen a mikrokozmoszok talajában. A kezdeti gyors pH növekedéssel a felvehető Ca tartalom is nő.

### **3.1.2. A növény által felvehető fémtartalom változásai**

A mozgékony, növények által is felvehető fémtartalmat időben követtük a 3 bányászati hulladék, mint szennyezőanyag 4-4 koncentrációjával indított feltáródási mikrokozmosz kísérletekben (ld. M1-M5 táblázatok)

A trendek számszerűsítésére táblázatosan összefoglaltuk a kísérlet kezdetén és végén mért fémtartalmakat és összehasonlításként két oszlopban feltüntettük a keverékek számításból meghatározott (elméleti) fémtartalom értékeit. A két adatsor összehasonlításából megállapítható, hogy az elméletihez képest kisebb, vagy nagyobb-e a mért érték, és hogy hogyan változik ez a jellemző arány a feltáródási kísérlet során.

**4. táblázat: A növények által felvehető Zn tartalom arányszámjai**

Zn [ppm]	Számított szennyezőanyag tartalom			Mért szennyezőanyag tartalom			
	A minta neve	Szennyező anyagból származó	Referencia mintából származó	Mikrokozmoszban számított összes ( $\Sigma$ )	Mérés kezdetén ppm	x $\Sigma$	Mérés végén ppm
SZM 5	7,41	7,01	14,42	19,42	1,3	24,28	1,7
SZM 10	14,83	6,70	21,33	33,84	1,6	25,86	1,2
SZM 20	29,65	5,98	35,63	51,58	1,5	42,72	1,2
SZM 40	59,30	4,48	63,78	73,44	1,1	47,93	0,7
MÜ 5	18,82	7,01	25,82	50,75	2,0	87,41	3,4
MÜ 10	37,65	6,70	44,35	87,36	2,0	165,36	3,7
MÜ 20	75,30	5,98	81,28	118,52	1,5	257,15	3,2
MÜ 40	150,60	4,48	155,08	182,84	1,2	251,48	1,6
VI 5	90,08	7,01	97,09	606,84	6,2	486,77	5,0
VI 10	180,16	6,70	186,86	965,19	5,2	646,99	3,5
VI 20	360,32	5,98	366,30	1676,21	>4,9	1291,38	3,5
VI 40	720,64	4,48	725,12	1801,60	>2,8	1826,33	2,5

A fenti táblázatban látható a növények által felvető Zn tartalom. Annak érdekében, hogy a feltáródási folyamatokról információkat szerezhessünk, összehasonlítottuk a különböző kísérletekben mért eredményeket a számított értékekkel. A számított értékeket például az SZM 40 sorban úgy kaptuk meg, hogy a tiszta szürke meddőből kioldható fémtartalmat megszoroztuk 0,4 tizeddel, a referencia talajból felvehető Zn tartalmat pedig 0,6 tizeddel, a 40 - 60%-os keverési aránynak megfelelően.

Az eredményekből az látható, hogy a Zn mobilizálódását alapvetően két dolog szabja meg. Az egyik, hogy magában a hulladékban milyen erővel kötött, vagyis milyen könnyen mobilizálható a fém. A másik, hogy a hulladék pufferolóképessége mekkora.

Az SZM meddőanyag esetében, melyben a fémek hozzáférhetősége kicsi (molekula vagy atomrács), az anyag pufferkapacitása közepes, azt mutatják az eredmények, hogy a kísérlet végére az 5%-os szennyezettségű mikrokozmoszban a legnagyobb a feltáródás mértéke. A kísérlet kezdetén és végén mért eredmények meglepőek, mindössze az 5% meddőanyag-tartalmú mikrokozmoszban nőtt a végérték a kezdeti Zn koncentrációhoz képest, a töményebbekben a pufferhatás miatt csökkent.

A modellt a valóságra alkalmazva azt a súlyos tanulságot vonhatjuk le, hogy minél kisebb a szennyezőanyag-koncentráció (minél inkább szétszóródik, hígul a szennyezőanyag), relatíve annál nagyobb a mobilizálódó fémmennyiség.

További ebben a kísérletben nem tisztázott kérdés, hogy az idő növelésével milyen változások lépnének fel a szennyezőanyag szempontjából töményebb talajoknál. Valószínű, hogy a feltáródás időbeni eltolásáról van szó, semmint végleges immobilizálódásról.

A MÜ, a mederüledék már részlegesen feltárt anyag, így a cink egy része lazán, pl. ionosan is kötődhet, a szennyezőanyag pH pufferoló képessége limitált. Az SZM-mel összehasonlítva lényegesen nagyobb arányú feltáródás és mobilizálás volt mérhető, a kísérlet eleje és vége között közel kétszeresre nőtt a mobilis cinkkoncentráció. A folyamat kezdetén a 20%-os koncentrációnál jelentkezik limitáció, a hígabbaknál arányos a számított mennyiség a mérttel. A kísérlet végén, az MÜ20 és MÜ40-ben mérhető 250 ppm-es cinkkoncentráció maximálisnak tekinthető, az nem tud tovább nőni a hozzáadott cinktartalommal arányosan. Az oldhatóságban jelentkező limitáció okozza a MÜ10-nél jelentkező maximumot a számítotthoz képesti feltárt mennyiségben ( $x \Sigma$ ).

A VI az előzőektől nagymértékben eltérő hulladék, a meszes csapadék. Savasan hidrolizáló, savas oldatban jól oldódó kémiai formáról lévén szó a fémek mobilizálódása könnyűszerrel elérhető. Emellett igaz, hogy a hidroxidok pH módosító hatása is számottevő, de ez nem tudja megakadályozni a cink mozgékonyságának drasztikus megnövekedését a hulladék talajba keveredésének kezdetekor. A kísérlet kezdetétől a végéig minden koncentráció mellett cink-mozgékonyosság csökkenés történt, ahogy a talaj pH-ja lassan emelkedni kezdett, de ez a mozgékonyosság csökkenés csak viszonylagos, a VI kezdeti állapotához képest. Összehasonlítva SZM vagy MÜ azonos mikrokozmoszaival a fémtartalom 10-40-szeres.

**5. táblázat: A mozgékony Cd tartalom változása a mikrokozmoszban**

Cd [ppm]	Számított szennyezőanyag tartalom			Mért szennyezőanyag tartalom			
	Minta neve	Szennyező anyagból származó	Referencia mintából származó	Mikrokozmoszban számított összes ( $\Sigma$ )	Mérés kezdetén		Mérés végén
ppm					$x \Sigma$	ppm	$x \Sigma$
SZM 5	0,07	0,104	0,111	0,17	1,5	0,20	1,8
SZM 10	0,14	0,099	0,239	0,29	1,2	0,37	1,5
SZM 20	0,28	0,088,	0,368	0,44	1,2	0,43	1,2
SZM 40	0,56	0,067	0,627	0,71	1,1	0,60	0,9
MÜ 5	0,22	0,104	0,324	0,39	1,2	1,02	3,1
MÜ 10	0,44	0,099	0,539	0,64	1,2	1,70	3,2
MÜ 20	0,88	0,088	0,968	1,27	1,3	2,95	3,0
MÜ 40	1,77	0,067	1,837	2,14	1,2	4,08	2,2
VI 5	0,10	0,104	0,114	1,24	10,9	1,18	10,4
VI 10	0,19	0,099	0,289	1,51	5,2	1,51	5,2
VI 20	0,39	0,088,	0,478	1,81	3,8	2,22	4,6
VI 40	0,78	0,067	0,847	2,25	2,7	2,70	3,2

A Zn és Cd gyakran együtt fordul elő a természetben. A kísérletekben is hasonlóan viselkedett a két fém. A nagyobb, a határértékeket is túllépő Cd koncentrációkat a MŰ és VI hulladékokat tartalmazó kísérleteknél mértük. A kezdeti hirtelen pH növekedéssel mind a két fém hozzáférhetősége csökkent. Tehát a talajhoz keveredett szennyezőanyag lúgossága dominált kezdetben. A kioldható Cd és Zn tartalom a VI tartalmú mintáknál egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint a MŰ és SZM tartalmú minták esetében.

Az SZM kisebb felvehető Cd tartalmat mutat, mert nehezebben feltáródó anyagról van szó. A trendek azonosak a Zn esetében mértekkel. Az 5%-ban szennyezett talajban a legnagyobb a feltáródási határfok ( $\times \Sigma$ ), és a kísérlet eleje és vége között az 5 és 10%-os mintáknál nő a mozgékonyság, a 40%-osnál viszont csökken.

MŰ esetén a kísérlet kezdetén, a kísérleti összeállítástól függetlenül, minden koncentrációban a számított Cd koncentráció 1,2-szeresét mértük. A kísérlet során 3-4-szeresre nőtt a mozgékony Cd a kezdeti mennyiséghez képest, a legnagyobb koncentrációjú összeállítás esetén ez a növekedés mindössze kétszeres, de abszolút értékben ez adja a legnagyobb Cd koncentrációt, 4 ppm körüli értéket. A MŰ anyag mederüledékként már elindult a feltáródás útján, ezért érthető az SZM-hez képest lényegesen nagyobb mobilizálódás. Ez a tény a valóságos helyzetre alkalmazva azt jelenti, hogy a viszonylag semleges szürke meddőanyaghoz képest a feltáródáson már átesett hulladék a talajba kerülve sokkal rövidebb idő alatt képes a benne kötött toxikus fémeket elengedni, a benne kötött fémek hozzáférhető formájúvá alakulni.

A VI esetén a Cd tartalom mindenütt sokkal nagyobb, mint a számított, a mért felvehető Cd mennyisége a leghígabb mintában 10-szerese a számítottnak. A töményebb szennyezettséget tartalmazó talajok Cd tartalma abszolút mennyiségben nagyobb, de telítési görbe szerinti az összefüggés, az 5%-oshoz képest a 40%-os mindössze kétszeres mozgékony Cd-t tartalmaz. A Cd a kísérlet során mindegyik mintában nő, a töményebbekben csak igen kis mértékben.

A mikrokozmoszok, mint modellek tanúsága szerint két fontos következtetésre jutottunk: 1. A rövid távú feltáródás a kis koncentrációban szennyezett talajoknál gyorsabban és intenzívebben zajlik. 2. A feltáródási folyamat két szakaszra osztható: az első rövid idő alatt játszódik le a hulladéknak a talajba keveredése után közvetlenül, a másik a talajba keveredett szennyezőanyaggal való „összeérés”, vagyis egy új egyensúlyi helyzet kialakulása után, kisebb sebességgel. Az első szakaszban elsősorban a külső körülmények (pH, hulladék aránya) a meghatározóak, a másodikban a hulladék kémiai összetétele, a hulladékban lévő

toxikus fém kémiai formája, a fém kötési módja és a hulladék pH-pufferoló kapacitása, összességében a mállási folyamatok sebessége.

#### *A Pb és Cu tartalom változásai*

A kísérlet indulásakor a mezokozmoszokban a szennyezőanyagok Pb és Cu tartalmával arányos értékeket mértünk. A kioldható Pb mennyisége mindhárom hulladéknál a Cu tartalomnak mintegy ötszöröse volt.

Az **SZM**-mel szennyezett talaj esetében az ólom mozgékonyságának megváltozása elsősorban a hozzákeverés utáni időszakra esik, az új egyensúlyi helyzet beálltával van összefüggésben. A kísérlet során csak lassú, és kismértékű mozgékonyzágnövekedés volt tapasztalható az ólom esetében. Az ólom mobilizálódásának pH optimuma valószínűleg közelebb áll a mikrokozmoszban kialakult pH értékhez, mint a Zn és Cd-é, ezért a szennyezőanyagot nagyobb töménységben tartalmazó talajokban nagyobb mértékű a feltáródás, a pH változás nem hat olyan nagy mértékben a folyamat ellenében, mint azt a Zn és Cd esetében láttuk. A kísérlet során tovább nő a tendencia, a feltáródás és a mobilizáció fokozatosan növekszik.

A mozgékony Pb (és Cu) tartalom a **MÜ** mintákkal szennyezett talajoknál volt a legmagasabb és arányos a hígítással. A kisebb szennyezettségű talajoknál a szennyezés után 1,3-szoros, a növekvő szennyezettséggel 1,2; 1,1 és 1,0 szoros lett a mozgékony ólomhányad. A feltáródási kísérlet során lassan, de biztosan növekszik a mozgékony ólom koncentrációja (1,3; 1,4; 1,4), kivéve a legtöményebb szennyezettség esetét. Tehát nagyon kockázatos szituáció az a valóságban is, ha egy tónak, (még ha nem is természetes tóról van szó) az üledékében ilyen nagy a mozgékony Pb mennyisége, mert az a tóban vagy tópartján élő állatok és növények szervezetébe bekerülhet, felhalmozódhat és a táplálékláncban akár magnifikálódhat is. A felszíni vizek üledékének ólomtartalma általában igen stabil formában szokott jelen lenni. Ezt támasztják alá azok a hatáson alapuló minőségi kritériumok, melyek kimondottan csak az ökoszisztéma „használatában” álló felszíni vizek üledékében több száz vagy ezer ppm ólmot is eltérnek (Kanada). A Gyöngyösorszi meddőhányón lévő tónak az üledéke ettől eltérően olyan alapanyagú és az ólom ebben olyan kémiai formájú, amelyben a Pb mobilizálódásra hajlamos.

A zagyártározóból származó **VI** mintánál igen kicsi a mozgékony Pb és Cu tartalom (nem a teljes fémtartalom, mert az 375 és 128 ppm), és még a hozzákevert talaj eredetileg felvehető fémtartalma is visszaszorult a keverékben. Ez a jelenlévő hidroxidok felvehetőséget csökkentő hatásának köszönhető, mely a Cu és Pb esetén még kifejezettebb, mint a Zn és Cd esetében, melyek lényegesen jobban oldódó fémek, mint az ólom. A meszes csapadék



pufferoló hatása a kísérletek teljes időtartama alatt megnyilvánult, bár a 9. hónap végére a keverék felvehető ólomtartalma megközelítette a referencia értéket és a stabilizálást jellemző.

**6. táblázat: A mozgékony Pb tartalom változása a mikrokozmoszban**

Pb [ppm]	Számított szennyezőanyag tartalom			Mért szennyezőanyag tartalom			
	Minta neve	Szennyező anyagból származó	Referencia mintából származó	Mikrokozmoszban számított összes ( $\Sigma$ )	Mérés kezdetén ppm	x $\Sigma$	Mérés végén ppm
SZM 5	2,32	10,64	12,96	16,0	1,2	19,8	1,5
SZM 10	4,64	10,08	14,72	21,0	1,4	24,6	1,7
SZM 20	9,28	8,96	18,24	30,2	1,7	34,7	1,9
SZM 40	18,56	6,72	25,28	46,4	1,8	47,6	1,9
MÜ 5	53,45	10,64	64,09	85,5	1,3	86,8	1,3
MÜ 10	106,90	10,08	116,98	138,6	1,2	165,0	1,4
MÜ 20	213,80	8,96	222,76	249,7	1,1	310,0	1,4
MÜ 40	427,60	6,72	434,32	431,6	1,0	400,0	0,9
VI 5	0,005	10,64	10,65	4,3	0,4	6,7	0,6
VI 10	0,01	10,08	10,09	3,2	0,3	4,2	0,4
VI 20	0,02	8,96	8,98	1,9	0,2	2,5	0,3
VI 40	0,04	6,72	6,76	0,9	0,1	1,0	0,15

$x \Sigma$  érték növekvő tendenciát mutat, tehát a pufferolás miatti immobilizálás mértéke csökken. A megfigyelt tendencia alapján a felvehetőség növekedése hosszú távon lassan megindulhat. Ennek bizonyítására vagy kizárására hosszabb ideig tartó kísérletek szükségesek. Az immobilizáló (stabilizáló) hatás talajjal való keveredés utáni csökkenése miatt a vörös csapadék kémiai stabilitása nem biztonságos, hosszútávon nem biztosít csökkent kockázatot. Ez a Gyöngyösorszi eset tükrében azt jelenti, hogy a Bencevölgyi nyitott tározóban tárolt és az áteresztő gáttal körülvett ülepitőtavakban ülepitett meszes csapadék igen nagy kockázatot jelent a környezetre, hiszen nincsen izolálva, kibocsátása a környezetbe, ha kis mennyiségben is, de folyamatos. A gátak bizonytalansága miatt nagyobb mennyiség, rossz esetben az egész mennyiség „kibocsátására” is lehet számítani.

A Cu esetében, az SZM-mel szennyezett talaj esetében a szennyezést követően 1,4-szeresre nőtt a mobilis Cu-tartalom, a kísérlet végére pedig a kisebb koncentrációban szennyezettnél 2,8-szeres növekedés, a növekvő szennyezettséggel csökkenő mértékű feltáródás volt megfigyelhető (2,5; 1,9 szeres), a legtöményebbnél pedig 1,4-szeres a telítési görbével jellemezhető feltáródási folyamat eredményeképpen. A töményebbeknél az arányszám csökkenése ellenére nagyobb az abszolút rézkoncentráció (pl. a kísérlet végértéke 5 ppm-től 12,5 ppm-ig nő a szennyezettséggel párhuzamosan). A Cu esete is bizonyítja, hogy a MÜ a legfeltárhatóbb hulladék a három vizsgált közül. A szennyezést követően a legkisebb

koncentrációban szennyezett talajban a legnagyobb mérvű a feltáródás. A kísérlet során a mobilizált rézmennyiség durván kétszeresére nő, a nagyobb koncentrációk esetében valamivel kevéssé. Abszolút értékben természetesen mindig több Cu szabadul fel a töményebből.

**7. táblázat. A növények által felvehető Cu tartalom**

Cu [ppm]	Számított szennyezőanyag tartalom			Mért szennyezőanyag tartalom			
	Minta neve	Szennyező- anyagból származó	Referencia mintából származó	Mikrokozmosz- ban számított összes ( $\Sigma$ )	Mérés kezdetén		Mérés végén
ppm					x $\Sigma$	ppm	x $\Sigma$
SZM 5	1,07	0,83	1,90	2,63	1,4	5,34	2,8
SZM 10	2,14	0,78	2,92	4,52	1,5	7,31	2,5
SZM 20	4,28	0,69	4,97	6,83	1,4	9,34	1,9
SZM 40	8,55	0,52	9,07	9,85	1,1	12,44	1,4
MÜ 5	8,39	0,83	9,22	16,54	1,8	32,81	3,6
MÜ 10	16,78	0,78	17,56	27,54	1,6	57,78	3,3
MÜ 20	33,57	0,69	34,26	41,07	1,2	102,83	3,0
MÜ 40	67,14	0,52	67,66	67,04	1,0	109,78	1,6
VI 5	0,22	0,83	1,05	0,75	0,7	2,48	2,4
VI 10	0,45	0,78	1,23	0,72	0,6	1,96	1,6
VI 20	0,90	0,69	1,59	0,63	0,4	1,44	0,9
VI 40	0,18	0,52	0,70	0,62	0,9	0,98	1,4

A **VI** szennyezőanyag eltérően viselkedik az **SZM** és **MÜ** anyagoktól. Kezdetben visszaszorul a Cu mozgékonyság, még a számított összegnél is kisebb mennyiség lesz (0,4-0,9-szeres). A feltáródási kísérlet során viszont megindul a Cu mobilizálódás, érthető módon a legkisebb pH-pufferolást biztosító 5 %-ban szennyezett talajban.

### 3.1.3. $P_2O_5$ humusz és $SO_4 - S$ tartalom változásai

#### $P_2O_5$

A humusz tartalomhoz hasonlóan a foszfor mennyisége kezdetben nőtt, majd csökkent, tehát a kísérlet során ingadozott az értéke, de az ötödik heti értékhez képest mennyisége mindenütt a kezdeti értékre esett vissza. Mivel a foszfát mennyisége összefügg a felvehető tápanyag mennyiségével, ezért valószínűleg a talajban felszaporodó mikrobák fogyasztották el az első hetekben megnövekedett mennyiségű tápanyagot, amit jelez a megnövekedett, majd lecsökkent összecsíraszám is. Az is az összsejtszám és a foszfát kapcsolatát jelzi, hogy a többihez képest kiugróan magas humusz tartalmú SZM és VI 10%-os mintákban kiugróan magas sejtszám értékeket mértük, ami a VI 10% esetében még a megfigyelés utolsó hónapjában sem csökkent lényegesen.

**8. táblázat: A növények által felvehető P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> tartalom**

P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [ % ]	Számított foszfortartalom		Mért foszfortartalom	
	a minta neve	szennyező anyagból származó	referencia talajból származó	mérés kezdetekor
SZM 5	0,12	22,23	27,1	18,5
SZM 10	0,25	21,06	16,5	27,7
SZM 20	0,50	18,72	16,9	19,0
SZM 40	1,00	14,04	10,7	17,7
MÜ 5	0,12	22,23	20,6	15,6
MÜ 10	0,25	21,06	15,2	21,8
MÜ 20	0,50	18,72	12,4	18,3
MÜ 40	1,00	14,04	11,0	15,1
VI 5	0,86	22,23	9,6	12,5
VI 10	1,72	21,06	10,1	29,3
VI 20	3,44	18,72	12,6	16,3
VI 40	6,88	14,04	15,5	16,2

#### *A humusz*

A humusz főleg a referencia talajból származik, ezt mutatják az 5%-os minták valamint a referencia talaj magas humusz tartalmai. A három bányászati hulladékkal szennyezett keverék esetében hozzávetőleg azonos menetet mutat a humusz-tartalom változása a feltáródási kísérletek során. A pH-hoz hasonlóan kezdetben gyorsan nőtt, majd csökkent, tehát alteráló jellegű ingadozásokat mutatott, de hosszú távon nem változott az értéke.

#### *Az SO<sub>4</sub> - S*

A talajból EDTÁ- val kivonható kén tartalmat szulfátban kifejezve adjuk meg.

A kezdeti SO<sub>4</sub> tartalmak megfelelnek a szennyeződésekben származóknak. Az MÜ és SZM mintáknál a könnyen kioldható és felvehető kén tartalom erősen megnövekedett az időben. A kén feltáródása a kisebb koncentrációjú SZM és MÜ esetben tízszeres növekedést is okozott. Láthatjuk, hogy a kén felvehetővé válása mutatja a legnagyobb növekedést a kísérletek során. Ez természetes, hiszen a környékre jellemző kőzet és a meszes csapadék egyaránt nagy mennyiségben tartalmaz kénvegyületeket.

Az EDTÁ-val kioldható kén mennyisége mutatja a legjobb összefüggést a mállás és feltáródás előrehaladásával, hiszen a mozgékony kénforma nehezebben immobilizálódik vagy stabilizálódik ismét, mint a nehézfémek, a kénre tehát kevésbé hatnak a lassú átalakulási folyamatok.

**9. táblázat: A növények által felvehető SO<sub>4</sub> - S tartalom**

SO <sub>4</sub> - S [ppm]	Számított kéntartalom		Mért kéntartalom	
A minta neve	Szennyező- anyagból származó	Referencia talajból származó	Mérés kezdetekor	Mérés végén
SZM 5	28,31	7,70	36,8	296,9
SZM 10	56,63	7,29	55,2	166,4
SZM 20	113,26	6,48	130,5	872,7
SZM 40	226,52	4,86	247,4	638,2
MÜ 5	140,6	7,70	123,0	1306,1
MÜ 10	281,2	7,29	229,9	1583,5
MÜ 20	562,4	6,48	450,0	1821,8
MÜ 40	1124,8	4,86	1083,9	2455,9
VI 5	76,5	7,70	118,7	162,9
VI 10	153,0	7,29	208,4	382,7
VI 20	306,0	6,48	428,1	344,4
VI 40	612,0	4,86	651,7	1002,1

### 3.2. Biológiai és ökotoxikológiai mérési eredmények a feltáródási kísérletek során

Láthattuk a fizikai-kémiai mérési eredményekből a mikrokozmoszban vizsgált rendszer összetettséget, a fémek mozgékonyságának függését a talajmátrix és a szennyezőanyag minőségétől, elsősorban a talaj pH-jától, a bányászati hulladék ásványi összetételétől, valamint a toxikus fém kémia tulajdonságaitól, a mátrixhoz való kötődés erősségétől. A fémek fizikai-kémiai módszerekkel közelített mozgékonysága nem azonos a biológiai hozzáférhetőséggel és főként nem azonos a hatással. Ha teljes képet akarunk nyerni a szennyezett talaj komplex rendszeréről, akkor a biológiai jellemzőket és a hatásokat is nyomon kell követnünk és ezek tendenciózus vagy éppen nem tendenciózus változásait is figyelembe venni a végső következtetések összegzése előtt. A biológiai és ökotoxikológiai mérések a folyamatos átalakulásban lévő rendszer legfontosabb kimenő információját, a komplex rendszerben megnyilvánuló káros hatásokat jellemzik.

#### 3.2.1. Az aerob heterotróf sejtszám változása a mikrokozmosz kísérletekben

Az aerob heterotróf sejtek számát db/g nedves talaj mértékegységben adjuk meg.

A talaj mikrobiológiai aktivitását jellemző aerob heterotróf mikrobaszám kezdetben növekedett, miután adaptálódott a mikroflóra a talajhoz adott bányászati hulladékok hatására

megváltozott körülményekhez (pH, redox potenciál., kioldódó elemek, stb.). A 7. havi maximális érték elérése után csökkent.

**10. táblázat: Aerob heterotróf sejtszám az idő függvényében**

Minta	Összcíraszám db/g nedves talaj					
	0 hónap	1 hónap	6 hónap	7 hónap	8 hónap	9 hónap
MÜ 5	2,36E+06	2,62E+06	1,62E+07	1,55E+07	1,30E+07	1,25E+07
MÜ 10	1,60E+06	2,77E+06	1,73E+07	1,53E+07	7,10E+06	8,70E+06
MÜ 20	5,77E+06	2,94E+06	8,17E+06	2,27E+07	1,00E+07	1,21E+07
MÜ 40	7,07E+06	3,98E+06	1,31E+06	4,68E+07	3,34E+07	1,72E+07
SZM 5	3,50E+06	2,72E+06	4,52E+06	3,38E+07	7,80E+06	6,52E+06
SZM 10	1,73E+06	3,74E+06	4,21E+06	4,00E+07	2,03E+07	1,33E+07
SZM 20	3,68E+06	4,13E+06	6,26E+06	2,06E+07	1,05E+07	6,82E+06
SZM 40	4,37E+06	3,45E+06	8,15E+06	1,23E+07	1,91E+07	1,77E+07
VI 5	2,66E+06	3,07E+06	4,49E+06	1,82E+07	8,83E+06	1,18E+07
VI 10	5,19E+06	3,13E+06	3,03E+07	8,22E+07	5,76E+07	5,87E+07
VI 20	2,52E+06	1,90E+06	5,00E+06	9,11E+06	1,39E+07	1,21E+07
VI 40	3,56E+06	3,28E+06	4,36E+06	1,80E+07	7,65E+06	1,15E+07

A csökkenést magyarázhatja a tápanyagok fogyása (amit a lecsökkent 9. havi P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> értékek is valószínűsítene), vagy egy, a körülményeket megváltoztató feltáródási folyamat, amit minden bizonnyal maguk a baktériumok gyorsítottak fel intenzív anyagcseréjükkel (pl. a talaj savanyításával). Érdekes, hogy az SZM 10 és a VI 10 jelű mikrokozmoszokban kiugróan magasak a círaszámok. Ezekről eltekintve nem volt nagy eltérés az egyes VI, SZM és MÜ minták közt. A bányászati hulladékok saját sejtszámai nagyon alacsonyak voltak, még a VI sejtszáma volt a legmagasabb a 16 db/g értékkel. A kis sejtszám a nagymértékű toxicitásnak, a lúgosságnak és a tápanyagok hiányának tudható be.

Az aerob heterotróf sejtszám változásán is jól végigkövethetjük a mikrokozmosz kísérlet eseményeit: a talaj és a hulladék összekeverésével modellezett szennyezési esetet követően, az első 5-6 hét során, a talaj és a hulladék „összeérése” során egy sor folyamatpár működése eredményeképpen (mobilizálódás–immobilizálódás, savanyodás–lúgosodás, oxidáció–redukció, humuszfelbomlás–humuszképződés, stb.) egy új egyensúly jött létre. A vizsgált fizikai-kémiai paraméterek intenzív változásai is erre az időszakra esnek. A talajban kötött tápanyagok mobilizálódását követte a mikroorganizmusok sejtszámának lassú növekedése a

második hónaptól kezdve a 9. hónapig. A lassú növekedési trendre a 7. hónap környékén mérhető kiugró növekedés, majd azt követő visszaesés szuperponálódik.

### 3.2.2. *Vibrio fischeri* lumineszcencia gátlási teszt eredményei

A teszt elvégzéséhez légszáraz talajmintát használtunk. A minták toxicitását OECD talajhoz, mint szilárd kontrollhoz viszonyítva adtuk meg és hígításra is ezt használtuk.

A *Vibrio fischeri* teszttel kapott EC20 és EC50 értékekből rézegyenértéket ( $\Sigma_{Cu20}$ ,  $\Sigma_{Cu50}$ , 20 és 50 %-os gátlást okozó réz mennyisége) is számítottunk (11. Táblázat).

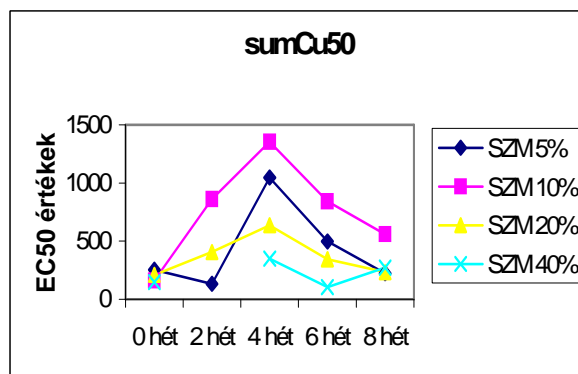
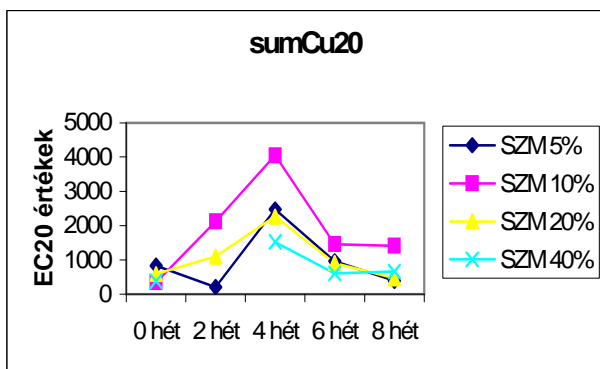
11. táblázat: Rézegyenértékek a *Vibrio fischeri* EC20 és EC50 értékei alapján

	$\Sigma_{Cu20}$	$\Sigma_{Cu50}$		$\Sigma_{Cu20}$	$\Sigma_{Cu50}$		$\Sigma_{Cu20}$	$\Sigma_{Cu50}$
<b>MU 5</b>			<b>VI 5</b>			<b>SZM 5</b>		
0 hét	287	138	0 hét	460	197	0 hét	837	252
2 hét	587	203	2 hét	388	85	2 hét	205	135
4 hét	4326	1663	4 hét	6803	1740	4 hét	2477	1048
6 hét	1467	843	6 hét	364	188	6 hét	962	499
8 hét	4936	806	8 hét	1096	466	8 hét	390	224
<b>MU 10</b>			<b>VI 10</b>			<b>SZM 10</b>		
0 hét	147	148	0 hét	608	267	0 hét	348	161
2 hét	236	144	2 hét	1207	-	2 hét	2126	863
4 hét	-	837	4 hét	-	1214	4 hét	4048	1355
6 hét	1710	831	6 hét	400	149	6 hét	1460	842
8 hét	6910	535	8 hét	1431	230	8 hét	1413	560
<b>MU 20</b>			<b>VI 20</b>			<b>SZM 20</b>		
0 hét	399	19	0 hét	770	345	0 hét	585	212
2 hét	464	128	2 hét	213	-	2 hét	1100	407
4 hét	5103	2129	4 hét	4601	2049	4 hét	2264	638
6 hét	2391	525	6 hét	589	116	6 hét	907	345
8 hét	3290	400	8 hét	-13788	760	8 hét	460,67	235
<b>MU 40</b>			<b>VI 40</b>			<b>SZM 40</b>		
0 hét	378	176	0 hét	3279	1481	0 hét	377	149
2 hét	-	-	2 hét	319	-	2 hét	-	-
4 hét	2872	1204	4 hét	5645	2015	4 hét	1532	350
6 hét	660	280	6 hét	615	255	6 hét	609	105
8 hét	735	419	8 hét	5833	664	8 hét	664	274
<b>MU 100</b>	359	207	<b>VI 100</b>	1613	460	<b>SZM 100</b>	-	-
			<b>Referencia</b>	2768	463			
			<b>a</b>					

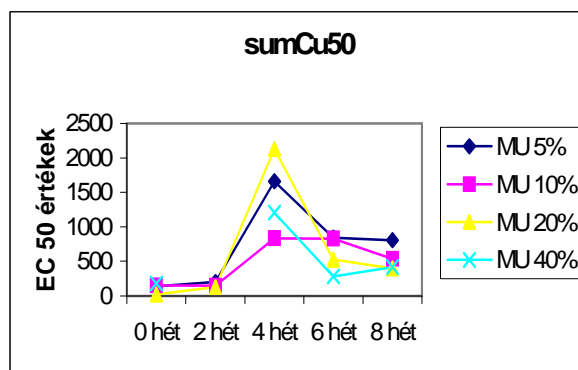
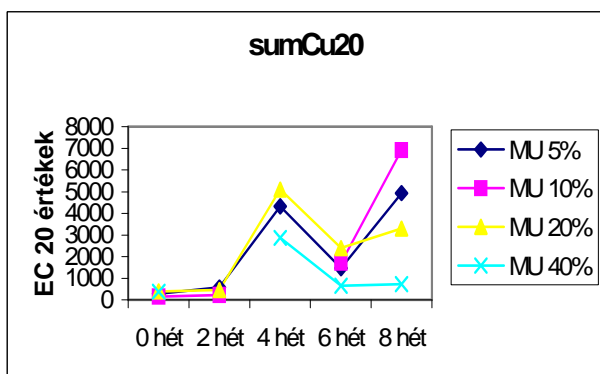
SZM = szürke meddő

MU = meder üledék

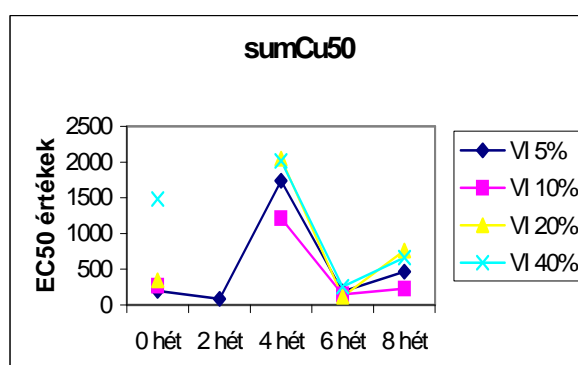
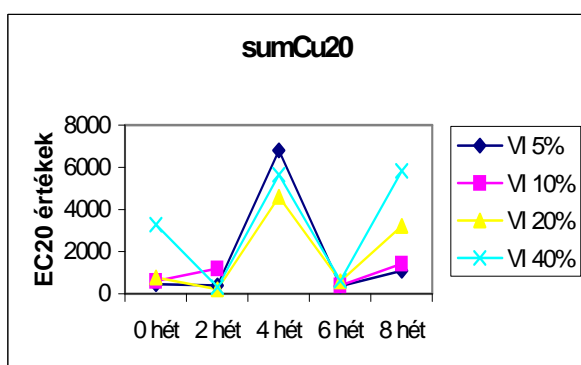
VI = vörös színű iszap



1. ábra. *Vibrio fischeri* teszt: rézgyenértékek időbeni változása a szürke meddőanyaggal szennyezett talajban



2. ábra. *Vibrio fischeri* teszt: rézgyenértékek mederüledékkel szennyezett talajban



3. ábra. *Vibrio fischeri* teszt: rézgyenértékek vörös csapadékkal szennyezett talajban

A szürke meddővel szennyezett talajban a kezdeti toxikus értékhez képes a 4. hétre erősen megnőtt a szennyező toxicitása (1. ábra). A 8. hétre némi csökkenést mutatott lecsökkent, de még így is a toxikus tartományba eső értékeket kaptunk. Az **SZM**, a szürke meddő hígítási során belül a töményebb felé csökken a toxikusság. A mederüledékkel (**MÜ**) szennyezett

talajnál és a vörös színű iszappal szennyezettnél (VI) is a rézegyenértékek 4. heti maximuma figyelhető meg, azt követő csökkenéssel (2. és 3. ábra). A vörös iszappal szennyezett talaj 40 %-os tagjánál  $\Sigma_{Cu}50$ -re a 8. héten, az addig nem tapasztalt magas értékeket kaptunk. A kísérlet indításakor „toxikus” minősítésűek voltak a mikrokozmoszban szennyezett talajok, a kísérlet első nyolc hete alatt viszont az erősen toxikus tartományba kerültek és azon belül változtak a rézegyenértékek.

Általános tendencia, hogy a toxicitás a 2. és a 4. hétre nagymértékben megnőtt. Egy maximum elérése után viszont lecsökkent. A feltáródás, hozzáférhetőség tehát növekszik egy darabig, de azután a talaj toxicitást kompenzáló mechanizmusai (ld. pH, pufferhatás) a toxikusság csökkenéséhez vezetnek.

A *Vibrio fischeri* teszt a kísérletek későbbi szakaszára jellemző mérsékeltebb toxicitások jellemzésére nem bizonyult elég érzékenynek, így a mikrokozmosz kísérletek 4. hónapjától fogva az érzékenyebbnek mutatkozott *Azotobacter agile* tesztet alkalmaztuk a toxicitás finomabb változásainak követésére.

### 3.2.3. *Azotobacter agile* dehidrogenáz-aktivitási teszt eredményei

Az *Azotobacter agile* nagyon érzékeny a toxikus fémekre és más káros hatásokra is. Az *Azotobacter agile* tesztet a mesterséges elektronakceptor színének megváltozása, illetve a piros szín megjelenése indikálja. Félkvantitatív módszert alkalmaztunk vizuális kiértékeléssel, az alábbiak szerint:

++ : erős piros szín	serkentés történt
+ : enyhe piros szín	nincs gátlás
+/- : még éppen fölfedezhető pirosság	enyhe gátlás
- : színtelen	erős gátlás

A gátlási minimum itt is a hetedik hónapra esik. A töményebb, vagy nehezebben feltárható mintáknál ez késik, a könnyebben feltáródó hígabb (5-10 %-os) mintáknál a minimum egy kicsit korábban jelentkezik. A **SZM** tartalmú talajoknál tapasztaltuk kezdetben a legkisebb gátlásokat, míg a **VI** és **MŰ** tartalmú minták magasabb kezdeti értékről közelítik meg a hetedik havi minimumot.

### 3.2.4. *Sinapis alba* gyökér- és szárnövekedés-gátlási teszt eredményei

A mikrokozmosz tesztek szennyezett talajai nem mutattak nagy növénytoxicitást, a gátlási értékek gyakran nem érték el az EC20 illetve EC50 értékeket, emiatt, inkább a maximális gátlási értékeket olvastuk le. A viszonylag kis gátlási értékek ellenére a gátlás időbeli változása mind a 12 kísérletnél egyértelműen követhető volt



A szürke meddő (SZM) mintánál a kezdeti időpontban határozott serkentést mértünk a kontrollhoz képest, míg a másik két minta a meder üledék és a vörösiszap (MÜ és VI) kezdetben is gátolt. A mederüledék (MÜ) esetében tapasztaltuk a legnagyobb kezdeti gátlást. A nagy kezdeti gátlásokért nem a feltáródási folyamatok felelősek, hanem a szennyező hulladékból könnyen kioldható fémek vagy a minták nagy kén tartalma esetleg lúgossága. Ezt mutatja az is, hogy a kezdeti gátlás nagysága arányos a referencia talajhoz kevert szennyezőanyag mennyiséggel, ez a feltáródási folyamatok során módosul. A bonyolult feltáródási folyamatok előrehaladtával (hasonlóan a többi ökotoxikológiai teszthez) ingadozott a gátlás mértéke, de összességében növekvő gátlást mértünk. Ennél a tesztnél is megfigyelhető volt a nyolcadik hónapban (októberben) egy gátlási minimum, majd a gátlás ismét növekedni kezdett. A gátlás ismételt emelkedése összefüggésben lehet az októberi maximális sejtszám értékekkel. (Intenzív anyagcsere-tevékenységükkel, meggyorsíthatják a szennyezőanyagok feltáródását.)

Ha toxikus vagy tápanyagszegény helyre kerül egy gyökér, akkor azt igyekszik elkerülni, ezzel magyarázható, hogy nagy gátlásoknál a 20 db gyökérhosszból számított átlaggátlás látszólag lecsökkent, vagyis hosszabbra nyúltak a gyökerek. (Megfigyelhetőek voltak nagyon rövid, és nagyon hosszú gyökerek is.).

A különböző ökotoxikológiai teszteredményeket összevetve láthatjuk, hogy a 8. héten maximális sejtszámot, minimális *Azotobacter agile* toxicitást, minimális növénytoxicitást mértünk, majd a toxicitást ezt követően növekszik. Ez azt mutatja, hogy kezdetben, a szennyezőanyag talajba keveredése utáni, sokszor ellentmondó változások lejátszódása és az új egyensúly beállása után folyamatos feltáródásra, toxicitásnövekedésre kell számítanunk.

### 3.2.5. Collembola (*Folsomia candida*) letalitási teszt

A 12 mikrokozmosz kísérletből vett szárított és porított mintákat hígítottuk: 1,25 g, 2,5 g, 5 g, 10 g, 20 g, melyet kiegészítettünk 20 g-ra OECD talajjal. Két hetes, letális végpontú tesztek végeztünk, az októbert kivéve, amikor négy hetes hosszabb távú teszttel próbálkoztunk, hátha erre érzékenyebben reagálnak az állatok.

## 12. táblázat. Ökotoxicitás Collembola tesztorganizmussal

### 5. hónapban (2 hetes teszt)

talaj	10 Collembolából a túlélő egyedek száma				
tömegarány	1,25g	2,5g	5g	10g	20g
OECD					10
<b>SZM 40</b>	10	8	10	10	9
20	10	8	5	10	9
10	7	10	10	10	10
5	9	9	8	8	10
<b>VI 40</b>	9	9	10	9	10
20	10	10	8	9	8
10	10	10	10	8	7
5	11	11	11	10	10
<b>MÜ 40</b>	10	10	10	8	10
20	10	10	10	10	6
10	9	10	8	9	9
5	10	10	10	10	8

### 6. hónapban (2 hetes teszt)

talaj	10 Collembolából a túlélő egyedek száma				
tömegarány	1,25g	2,5g	5g	10g	20g
OECD					10
<b>SZM 40</b>	10	10	10	10	9
20	10	9	10	10	10
10	10	10	6	8	9
5	10	10	10	9	8
<b>VI 40</b>	10	9	9	9	6
20	10	10	10	8	10
10	9	10	10	9	9
5	9	8	9	7	9
<b>MÜ 40</b>	10	9	10	10	9
20	9	10	10	8	8
10	10	9	10	10	10
5	9	10	10	9	10

**7. hónapban (4 hetes teszt)**

talaj	10 Collembolából a túlélő egyedek száma				
tömegarány	1,25g	2,5g	5g	10g	20g
OECD					10+
Sz.M 40	8+	9+	10+	10+	8+
20	9+	8+	7+	9+	10+
10	10+	9+	10+	9+	10+
5	10+	10+	9+	9+	9+
VI 40	10+	8+	7+	8+	9+
20	9+	8+	7+	9+	9+
10	10+	10+	9+	8+	10+
5	10+	10+	9+	7+	9+
MÜ 40	10+	9+	9+	10+	9+
20	10+	10+	9+	10+	8+
10	10+	9+	9+	10+	9+
5	8+	10+	9+	10+	9+

+ jel: a hosszútávú tesztben megjelent utódok

**9. hónapban (2 hetes teszt)**

talaj	10 Collembolából a túlélő egyedek száma				
tömegarány	1,25g	2,5g	5g	10g	20g
OECD					9
SZM 40	10	9	10	10	10
20	9	10	10	9	10
10	10	10	10	8	10
5	6	9	9	10	10
VI 40	10	8	9	10	9
20	8	6	10	9	10
10	10	10	8	9	9
5	10	8	10	10	10
MÜ 40	10	7	10	9	9
20	10	10	10	10	10
10	7	10	10	10	9
5	10	10	9	9	10

A minták toxicitásának kiértékelése az alábbi összefüggés alapján történik:

<b>Élő collembola (db)</b>	<b>Toxicitás mértéke</b>
2-3	Erősen toxikus
3-6	Toxikus
6-8	Gyengén toxikus
9-10	Nem toxikus

Összességében megállapítható, hogy a Collembola a nehézfémek akut hatásaira kevésbé érzékeny állat, bizonyos minták esetében gyengén toxikusnak mutatják ugyan a talajmintákat, de ezek az eredmények nincsenek összefüggésben más jellemzőkkel és tendenciózus

változások sem mutatkoznak. Ezekből az eredményekből az a tanulság, hogy a Collembola nem elég érzékeny tesztorganizmus, toxikus fémekkel szennyezett talajok vizsgálatára tehát nem ajánljuk őket. Tehát a szerves szennyezőanyagoknál jól bevált Collembola helyett más állati tesztorganizmust kell keresnünk, ha azt akarjuk, hogy az állati trofikus szint is képviselve legyen a többi talajlakó (mikroorganizmusok, növények) mellett.

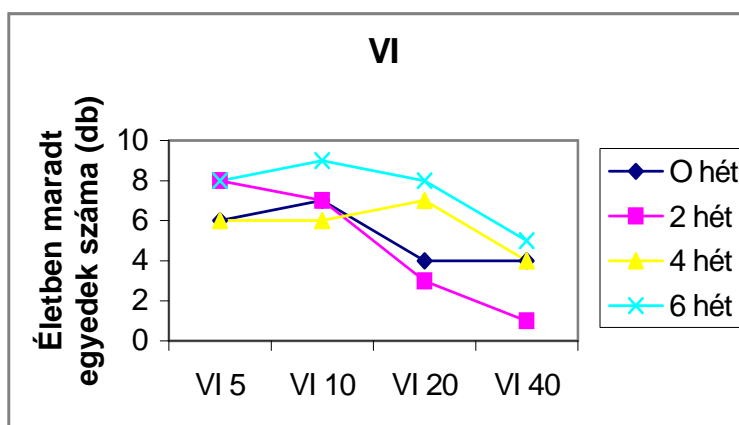
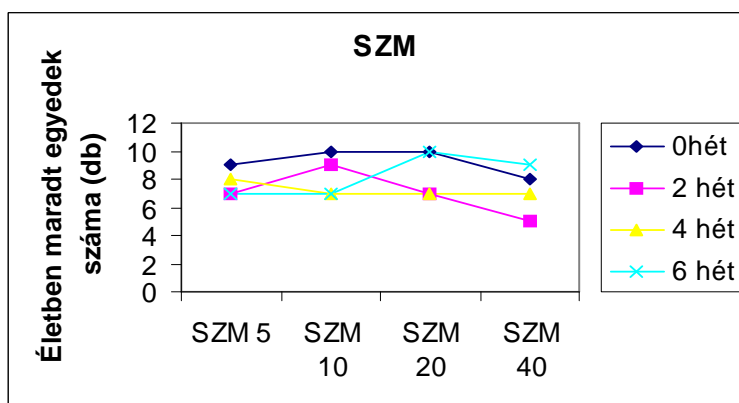
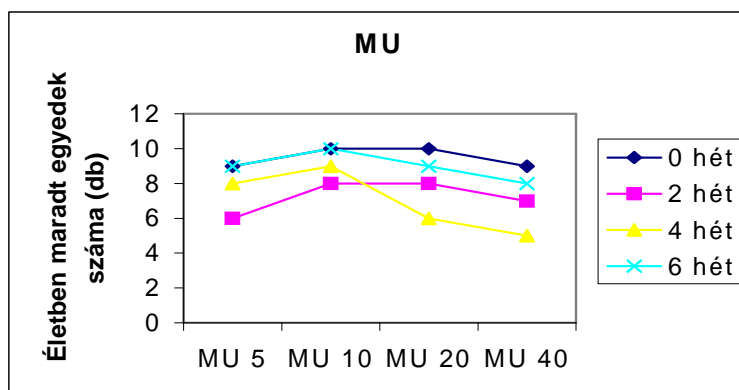
### 3.2.6. *Eisenia foetida* (földi giliszta) letalitási teszt eredményei

Az általunk kidolgozott tesztmódszert alkalmaztuk, ennek eredményeit ismertetjük ebben a fejezetben. A **14. táblázatban** közölt adatokat, az életben maradt állatok számát, az idő függvényében ábrázoltuk. Hasonlóan a Collembolához, minél több az életben maradt egyed, annál kisebb a toxicitás. Mivel két hetes akut tesztről van szó, a megadott időpontok a teszt indításának időpontját határozzák meg.

**14. táblázat: Az *Eisenia foetida* teszt eredményei**

Minta	Életben maradt állatok száma				Idő (hét)
	t=0 hét	t=2 hét	t=4 hét	t=6 hét	
SZ 5	9	7	8	7	0
SZ 10	10	9	7	7	2
SZ 20	10	7	7	10	4
SZ 40	8	5	7	9	6
MU 5	9	6	8	9	0
MU 10	10	8	9	10	2
MU 20	10	8	6	9	4
MU 40	9	7	5	8	6
VI 5	6	8	6	8	0
VI 10	7	7	6	9	2
VI 20	4	3	7	8	4
VI 40	4	1	4	5	6

Érdekes megnézni az egyes mezokozmosz kísérletek eredményének hetenkénti változását is, mert ennél az ábrázolásmódnál jobban látható a toxicitásnak és szennyezettség mértékének az összefüggése.



4. ábra (a, b, c): Az életben maradt giliszták számának változása kéthetenként, a mikrokozmoszok szennyezettsége függvényében

Szürkemeddő (SZM): Az életben maradt giliszták száma egy minimumos görbét ad, a 2-4. hétnél. A pH-nak a 2. héten van egy maximuma, utána kismértékben csökken. A biológiailag

felvehető fémtartalom kismértékben emelkedik a cink kivételével, melynek változása minimum görbével jellemezhető.

Meder üledék (MÜ): A életben maradt giliszták száma a szürke meddővel szennyezett talajban tapasztaltakhoz hasonló, a pH-nak a maximuma a 4. héten van. A biológiailag felvehető fémtartalom pedig a 2-4. hétnél minimum görbét ad.

Vörös színű iszap (VI): A túlélő egyedek száma, szintén az előzőkhöz hasonlóan alakul. A pH maximum a 2. hétre tehető. A növények által felvehető fémtartalom a 4. hétig csökken, majd megugrik az értéke az 5 % és a 10 %-os talajokban. A 20 % és a 40 %-os talajoknál a 4. hétnél emelkedik meg a cink koncentrációja, de így is jóval kevesebb a vörös színű iszappal szennyezett talaj hígítási sorában az 5% és 10 %-os talajokban mért fémtartalomhoz képest.

Ez a teszt igényelte a legtöbb talajmintát (200 g nedves talajt kísérletenként), ezért később már csak összesen kétszer, a 4. és a 6. hónapban végeztük el az akut tesztet. A 4. hónapban az MÜ 40 et kivéve, ahol a 10 állatból egy elpusztult, mindegyik életben maradt. A 6. hónapban pedig mindegyik giliszta életben maradt. Ez azt jelenti, hogy a mikrokozmosz kísérletben beállt egyensúlyi helyzet csökkent akut toxicitáshoz vezetett. De mind a két hónapban jellemző volt, főként a töményebben szennyezett mintáknál (40 %) hogy a giliszták mozgása lelassult, méretre is kisebbek voltak, ebből hosszútávú (krónikus) káros hatásokra következtethetünk. Az eredményekből látható, hogy a toxikus fémekkel szennyezett talajok esetén krónikus tesztek kidolgozására és alkalmazására is szükség van.

### **3.3. A mikrokozmosz kísérletek összefoglalása**

Az emberi terjeszkedéssel egyidejűleg egyre több mesterséges és természetes eredetű szennyezőanyag jut ki a természetbe. A természetes eredetű szennyező anyagok a természetben is megtalálhatóak. Káros hatásuk akkor érvényesül, ha az emberi tevékenység hatására nem megfelelő helyre kerülnek (például a kőolaj a tengerbe) vagy természetellenesen nagy töménységben terhelik a környezetet (például a nehézfémek).

GyöngyöSOROSZI környékén található elhagyott bányavidéken is ez a helyzet: a föld mélyén keletkezett, a fémeket nagy koncentrációban tartalmazó telérek a felszínre kerültek. A felszínen uralkodó koptató hatások következtében a fémek lassan bejutottak az ökoszisztémába, így alakult ki a területen egy viszonylag magas természetes fémtartalom. Ezzel szemben az érc kitermelés során a toxikus fémek hirtelen kerültek ki a környezetbe.

Előfordulhat az is, hogy hiába vannak a szennyezőanyagok nagy koncentrációban, toxikus hatásuk mégsem érvényesül, mert az élőlények számára hozzáférhetetlen formába találhatók. A GyöngyöSOROSZI környékén található bányászati hulladékok egy részénél is így van. A

meddőhányón tárolt meddőanyagnál is ezt tapasztaltuk néhol, ahol a toxikus fémek mennyisége alapján erősen szennyezettnek minősített talajt dús növényzet fedte, mert a fémek kémiai stabil, oldhatatlan, az élőlények számára felvehetetlen formában találhatóak. A szennyezőanyag biológia hozzáférhetősége függ a kémiai formától, a mátrixhoz (talaj, üledék, lebegőanyag) kötődéstől, és az egymás mellett előforduló szennyező anyagok közti kölcsönhatásoktól. A ma még stabil kémiai formában lévő szennyezőanyag kémiai időzített bombaként veszélyezteti a környezetünket, bármikor robbanhat. A körülmények változtatásával (pl. áradások alkalmával vagy ahogy a talaj savanyodik) a kötött, oldhatatlan fémek hirtelen felvehetővé válhatnak. (A Gyöngyösorsóban történt 1996-os nagy áradás következtében a szennyezett üledék beborította a termőföldeket.)

Mikrokozmosz kísérlettel modelleztük, utánoztuk a Toka-patak völgyében lejátszódó bonyolult folyamatokat, ahogy a területre jellemző, ma még hozzáférhetetlen formájú nehézfémeket tartalmazó bányászati hulladékok a talajjal elkeverednek. A területről származó bányászati hulladékokat meghatározott arányban kevertük szennyezetlen erdei talajjal. Időközönként mintákat vettünk és azokat komplex, kémiai-biológiai vizsgálatoknak vetettük alá. Vizsgáltuk a mozgékonyvá vált, könnyen kioldható (EDTÁ-val) talajkötők és szennyezőanyagok mennyiségét, valamint a toxicitást különféle tesztorganizmusokat alkalmazva.

A kísérletek bebizonyították, hogy a természetben végbemenő végtelenül bonyolult feltáródási folyamatokat nehéz feladat utánozni és azt is, hogy minél részletesebben igyekszünk megismerni, feltárni a szennyezett talaj „fekete dobozát”, annál több kérdés vetődik fel. Sokszor a tapasztalt jelenséget nem is lehet egyértelműen megmagyarázni, mivel a rendszerben egyszerre sokféle folyamat is végbemehet. A kísérletek ennek ellenére értékes és informatív eredményeket adtak, az eredmények interpretációja viszont még az eddigieknél is több munkát igényel. Többváltozós statisztikai értékelési módszereket kell bevezetni, hogy a kísérleti munka során kapott értékes eredményekből matematikailag is kihozható legyen az, amit jelenleg csak a kísérleteket végzők sejtése, szakértő extrapolációja biztosít.

Mindezek ellenére, fenntartva a többváltozós statisztikai értékelő módszerek bevezetésének szükségességét, egyértelmű bizonyíték született arra, hogy a Toka-patak völgyének bányászati hulladékokkal való szennyezettsége kémiai időzített bombaként működik, a nagy fémtartalmú hulladékok szétszóródása, terjedése a toxikus fémek feltáródás, mobilizálása irányába hatnak, ezzel veszélyeztetik mind a terület ökoszisztémáját, mind pedig az embert, hiszen a toxikus fémtartalmú hulladékok éppen az aktív mezőgazdasági talajokban mobilizálódnak a leggyorsabban és leghatékonyabban.

A fizikai kémiai mérések alapján megállapítható, hogy a mikrokozmoszokban a vizsgált időszakban a feltáródási folyamatok következtében mobilizálódtak a fémek és más talajalkotók. Először a nagy mennyiségben jelenlévő, könnyen kioldható szennyezőanyagok domináltak, majd az idő előrehaladtával hozzáférhetőbbé váltak a lassabban feltáródó, nehezebben felvehető szennyező anyagok is, mint a toxikus fémek.

A szennyezőanyag ásványi összetételétől függő sebességgel zajlottak le a feltáródási folyamatok – első ránézésre talán meglepő, de az eredmények alapján logikus módon – a kisebb koncentrációban szennyezett talajoknál nagyobb sebességgel.

A változások két hullámban zajlottak, az első a keveredés miatti átalakulási folyamatok, a második a lassú, de tendenciózus feltáródási folyamatok eredményeképpen.

A talaj mikrobiológiai aktivitását az aerob heterotróf sejtszámmal jellemeztük. A mikrokozmoszokban a sejtszám fokozatosan nőtt, ahogy adaptálódott a talaj mikroflórája a megváltozott körülményekhez. A szennyezőanyagokhoz szokott mikroflóra szaporodását már főleg a rendelkezésre álló tápanyagok határozták meg.

Az alkalmazott ökotoxikológiai tesztek közül a növényi és mikrobiális tesztek (*mustármag*, *Azotobacter agile*, *Photobacterium phosphoreum*) érzékenynek mutatkoztak a káros hatásokra, de nem mindig voltak összhangban a fiziko-kémiai mérések eredményeivel. A toxicitás a talaj átalakulási formáinak függvényében ingadozott, de ez az ingadozás egy növekvő toxicitást mutató tendenciára szuperponálódott, tehát összességében nőtt. Az állati szervezetek (collembola és giliszta) rövid távon nem alkalmasak a minták toxikusságának vizsgálatára, de a krónikus hatások kimutatására módosításokkal alkalmazhatóak.

A vizsgált mikrokozmoszok igen bonyolultak, így a toxicitás rengeteg különböző, sokszor ismeretlen hatásból tevődik össze. A kémiai mérések eredményei inkább csak tájékoztató jellegűek a toxicitás szempontjából. A tényleges toxicitást az ökotoxikológiai tesztszervezetek eredményei adják.

Kísérleteinkben a feltáródási folyamatokat csak kilenc hónapon keresztül követtük, így nem tudjuk megmondani, hogyan változott volna később a toxicitás. Ezek a bonyolult mállási, feltáródási folyamatok (mint az elméleti bevezető részben részletesen le is írtunk) évekre is eltartanak. Hosszabb távú, néhány éves kísérletek még sokat elárulhatnának a szennyezőanyagok hozzáférhetővé válásáról a talajban.



**M1. Táblázat: A növények által felvehető elemtartalom (a mértékegységgel nem jelzett adatok mg/kg-ban vannak megadva). T=0. HÉT**

Minta A/1	pH (KCl)	KA	Só (%)	CaCO3	Humusz	NO2-NO3-N	P2O5	K2O	Na	Mg	SO4-S	Ca	Mn
<b>Referencia</b>	3,82	28	0,00	0,0	3,32	0,3	23,4	139,2	29	120,8	8,1	964	672,0
<b>SZM 5</b>	4,66	30	0,00	0,0	3,25	0,2	27,1	120,6	17	152,2	36,8	2164	583,0
<b>SZM 10</b>	5,45	30	0,00	0,0	3,40	0,3	16,5	95,5	15	114,6	55,2	3026	483,6
<b>SZM 20</b>	5,94	28	0,00	0,0	3,07	0,4	16,9	104,4	15	123,2	130,5	6713	274,6
<b>SZM 40</b>	6,21	27	0,00	0,6	2,36	0,2	10,7	62,3	7	105,0	247,4	8313	195,0
<b>SZM 100</b>	7,66	29	0,05	7,0	0,65	0,4	2,5	36,4	4	16,8	566,3	24964	111,8
<b>MU 5</b>	5,75	34	0,00	0,0	3,71	0,1	20,6	122,2	30	150,9	123,0	2431	549,3
<b>MU 10</b>	6,23	37	0,05	0,0	3,14	0,3	15,2	103,6	36	143,8	229,9	3427	301,3
<b>MU 20</b>	6,47	37	0,09	1,3	3,00	0,3	12,4	232,3	74	130,9	450,0	7011	183,6
<b>MU 40</b>	6,60	38	0,10	3,6	3,42	0,3	11,0	154,6	118	186,6	1083,9	15292	174,4
<b>MU 100</b>	7,20	51	0,51	9,0	4,57	0,3	2,5	262,2	350	256,3	2812,0	52182	158,4
<b>VI 5</b>	6,72	34	0,05	1,6	3,44	0,3	9,6	91,4	43	144,3	118,7	7674	193,2
<b>VI 10</b>	6,88	37	0,07	4,6	3,34	0,3	10,1	95,5	50	161,6	208,4	18544	139,5
<b>VI 20</b>	7,10	40	0,10	15,0	2,87	0,7	12,6	97,1	72	225,5	428,1	41055	67,2
<b>VI 40</b>	7,23	43	0,11	27,0	2,29	1,3	15,5	83,4	132	268,4	651,7	75720	64,4
<b>VI 100</b>	7,58	77	0,15	49,0	0,82	7,2	17,2	68,0	291	372,6	1530,2	127332	5,5
Minta A/1	Zn	Cu	Fe	Mo	B	Al	As	Cd	Co	Cr	Hg	Ni	Pb
<b>Referencia</b>	7,47	0,87	373,4	0,03<	0,02	424,4<	1,00	0,11	4,35	1,24	0,08	0,80	11,2
<b>SZM 5</b>	19,42	2,63	327,9<	0,02<	0,02	356,2<	0,05	0,17	3,57	1,05<	0,02	0,80	16,0
<b>SZM 10</b>	33,84	4,52	308,8	0,02<	0,02	366,4<	0,05	0,29	2,82	0,75	0,11	0,70	21,0
<b>SZM 20</b>	51,58	6,83	191,4<	0,02<	0,02	226,5<	0,05	0,44	0,99	0,25	0,05	0,60	30,2
<b>SZM 40</b>	73,44	9,85	151,5<	0,02<	0,02	148,6<	0,05	0,71	0,54	0,19	0,04	0,40	46,4
<b>SZM 100</b>	148,27	21,38	148,8	0,02<	0,02	10,2<	0,05	1,40	0,32	0,03<	0,02	0,20	91,5
<b>MU 5</b>	50,75	16,54	373,6<	0,02<	0,02	306<	0,05	0,39	3,01	0,87<	0,02	0,90	85,5
<b>MU 10</b>	87,36	27,54	301,2<	0,02	0,06	234,6<	0,05	0,64	1,26	0,35	0,03	0,90	138,6
<b>MU 20</b>	118,52	41,07	207,5	0,03	0,12	73,3<	0,05	1,27	0,50	0,12<	0,02	0,80	249,7
<b>MU 40</b>	182,84	67,04	206,1<	0,02	0,30	37,2<	0,05	2,14	0,65	0,06<	0,02	0,80	431,6
<b>MU 100</b>	376,67	167,84	198,0	0,05	1,17	5,7<	0,05	4,42	1,17<	0,02<	0,02	1,10	1069,1
<b>VI 5</b>	606,84	0,75	207,9<	0,02<	0,02	8 5,2<	0,05	1,24	0,65	,12<	0,02	0,80	4,3
<b>VI 10</b>	965,19	0,72	178,4<	0,02<	0,02	22,8<	0,05	1,51	0,50	,06<	0,02	0,80	3,2
<b>VI 20</b>	1541,25	0,63	101,1<	0,02<	0,02	8,7<	0,05	1,81	0,36<	0,02	0,03	0,60	1,9
<b>VI 40</b>	1676,21	0,62	49,7<	0,02<	0,02	5,4<	0,05	2,25	0,54<	,02<	0,02	0,50	0,9
<b>VI 100</b>	1801,60	0,46	1,6<	0,02<	0,02	0,3<	0,05	1,96	0,99<	,02<	0,02	0,2<	0,1

**M2. Táblázat: A növények által felvehető elemtartalom (a mértékegységgel nem jelzett adatok mg/kg-ban vannak megadva). T=2. HÉT**

Minta A/2	pH (KCl)	CaCO3 (%)	Humusz	NO2-NO3-N	P2O5	K2O	Na	Mg	Mn	Zn
SZM 5	5,63	0,0	4,93	1,8	41,5	101,3	25	179,1	745,5	19,84
SZM 10	6,93	2,7	4,52	9,0	70,6	196,6	18	247,3	115,4	19,34
SZM 20	6,38	0,9	3,51	0,5	41,4	88,1	24	83,4	308,0	25,15
SZM 40	6,65	2,0	2,48	0,7	38,5	59,4	20	58,4	222,9	47,43
MU 5	5,78	0,0	5,28	1,0	109,2	99,7	36	126,4	797,8	43,12
MU 10	6,75	3,0	4,72	6,5	100,7	2121,1	44	230,5	159,0	48,52
MU 20	6,58	1,7	4,30	1,1	78,2	129,2	77	69,3	310,1	87,90
MU 40	6,85	5,0	4,07	0,7	40,1	126,8	127	83,1	199,1	126,81
VI 5	7,44	6,0	5,13	19,6	19,7	208,2	48	236,5	114,9	548,93
VI 10	7,39	7,0	4,88	19,8	30,3	161,7	53	227,9	156,1	799,31
VI 20	7,50	18,0	4,03	16,5	28,4	168,7	121	343,7	115,3	1534,56
VI 40	7,83	23,0	2,86	19,4	20,4	133,0	164	334,4	22,5	1726,38
Minta A/2	Cu	Fe	Mo	B	Al	Co	Cr	Hg	Ni	Pb
SZM 5	3,43	359,9<	0,02<	0,02	280,4<	5,15	1,34<	0,02	0,9	21,2
SZM 10	5,00	46,3<	0,02	0,17	17,7<	0,91	0,23<	0,02	0,9	17,9
SZM 20	6,49	129,7<	0,02<	0,02	70,9<	1,41	0,59<	0,02	0,4	29,8
SZM 40	8,59	107,4<	0,02<	0,02	40,6<	1,12	0,4<	0,02	0,2	42,7
MU 5	17,43	428<	0,02	0,09	280,4<	5,37	1,55<	0,02	0,8	97,4
MU 10	16,79	75<	0,02	0,29	13,6<	1,28	0,29<	0,02	0,8	115,3
MU 20	42,45	148,3<	0,02	0,14	21,4<	1,74	0,52	0,04	0,3	297,0
MU 40	59,22	113,5<	0,02	0,25	7,8<	1,04	0,29<	0,02	0,3	448,4
VI 5	1,61	36,3<	0,02	0,04	1,3<	0,58	0,08	0,04	0,3	5,1
VI 10	1,60	36,6<	0,02	0,06	2,2<	1,15	0,07<	0,02	0,2	3,8
VI 20	1,17	18,4	0,02	0,03	0,5<	1,21<	0,02<	0,02	0,2	1,4
VI 40	0,63	3,5<	0,02<	0,02	0,1<	0,5<	0,02<	0,02	0,1	0,3

**M3. Táblázat: A növények által felvehető elemtartalom (a mértékegységgel nem jelzett adatok mg/kg-ban vannak megadva).T=4. HÉT**

Minta A/3	pH (KCl)	Só (%)	CaCO3 (%)	Humusz	NO2-NO3-N	P2O5	K2O	Na	Mg	SO4-S	Ca	Mn	Zn
SZM 5	5,73	0,00	0,00	3,16	0,60	47,1	157,6	25	135,2	71,9	2267	794,0	18,53
SZM 10	6,77	0,00	1,30	3,89	1,20	34,4	170,7	19	192,9	96,7	7005	298,0	19,85
SZM 20	6,51	0,00	0,90	3,27	3,50	53,4	115,3	25	74,5	243,8	7542	417,0	29,10
SZM 40	6,68	0,00	3,60	1,96	0,90	43,4	90,2	20	57,4	307,9	11164	411,9	28,78
MU 5	6,11	0,00	0,00	3,44	1,50	49,7	108,9	43	151,2	251,5	2917	772,7	36,09
MU 10	7,16	0,00	3,60	3,90	1,10	41,1	265,3	85	244,4	521,0	16210	272,8	60,58
MU 20	6,97	0,00	2,70	3,03	0,70	42,5	179,7	121	110,8	1067,6	12037	363,4	110,89
MU 40	7,13	0,00	3,60	3,48	0,30	27,2	143,4	137	86,6	1487,6	21054	235,7	159,81
VI 5	7,46	0,00	4,60	5,78	34,20	14,8	250,2	56	240,3	212,4	27874	766,1	17,92
VI 10	7,32	0,00	8,00	3,81	40,10	28,5	242,1	88	260,9	265,8	34102	122,7	841,30
VI 20	7,60	0,00	17,00	3,95	34,80	12,1	288,4	143	269,5	594,6	65140	109,0	1240,30
VI 40	7,71	0,00	34	2,40	32,2	18,3	198,8	242	235,2	214,1	104085	94,6	1623,74
Minta A/3	Cu	Fe	Mo	B	Al	As	Cd	Co	Cr	Hg	Ni	Pb	
SZM 5	3,88	281,7<	0,02	0,09	243<	0,5	0,34	3,66	1,10<	0,02	0,5	17,6	
SZM 10	6,13	124,9<	0,02	0,17	77,4<	0,5	0,32	1,32	0,53<	0,02	1,2	19,2	
SZM 20	7,38	214,4<	0,02	0,03	123<	0,5	0,42	1,85	0,67<	0,02	0,3	29,1	
SZM 40	7,24	213,4<	0,02	0,04	120<	0,5	0,44	1,85	0,71<	0,02	0,3	28,8	
MU 5	22,53	315,7<	0,02	0,13	245,4<	0,5	0,66	3,77	1,04<	0,02	0,7	92,0	
MU 10	25,87	100,8<	0,02	0,24	29,7<	0,5	0,97	0,88	0,47<	0,02	1,0	139,8	
MU 20	62,42	179,5<	0,02	0,19	42,5<	0,5	1,80	0,95	0,53<	0,02	0,4	291,2	
MU 40	83,09	168,50	0,02	0,29	21,4<	0,5	2,77	0,62	0,43<	0,02	0,3	451,9	
VI 5	3,71	276,30	0,04	0,07	239,7<	0,5	0,32	3,56	1,08<	0,04	0,6	7,0	
VI 10	1,74	76,6<	0,02	0,12	2<	0,5	1,58	0,39	0,30<	0,02	0,4	3,8	
VI 20	1,46	44,4<	0,02	0,10	1,3<	0,5	2,33	0,46	0,28<	0,02	0,3	2,5	
VI 40	1,26	28,5<	0,02	0,08	1,5<	0,5	2,46	0,44	0,24<	0,02	0,4	1,8	

**M4. Táblázat: A növények által felvehető elemtartalom (a mértékegységgel nem jelzett adatok mg/kg-ban vannak megadva). T=6. HÉT**

Minta A/4	pH (KCl)	Só (%)	CaCO3 (%)	Humusz	NO2-NO3-N	P2O5	K2O	Na	Mg	SO4-S	Ca	Mn	Zn
SZM 5	5,54	0	0,0	4,48	8,1	66,0	118,5	28	182,3	106,6	2277	974,8	12,53
SZM 10	6,54	0	0,7	3,98	14,7	88,6	122,0	20	190,4	162,9	5920	577,7	19,29
SZM 20	6,48	0	1,2	3,00	70,7	46,4	111,6	28	105,4	295,3	7065	461,8	33,86
SZM 40	6,66	0	3,2	2,22	53,8	37,5	76,9	20	67,4	371,4	10537	333,3	48,09
MU 5	5,93	0	0,0	4,11	37,1	83,2	139,3	48	182,4	357,5	3297	962,8	60,43
MU 10	7,06	0	3,6	4,41	16,4	40,2	259,0	76	280,7	593,0	15942	324,8	67,30
MU 20	6,72	0	2,7	3,61	12,0	58,0	134,1	95	132,4	1186,4	10382	385,9	133,22
MU 40	6,73	0	3,6	4,16	1,4	41,7	165,3	139	152,7	2132,8	20772	246,7	213,64
VI 5	7,26	0	5,0	4,30	31,5	30,4	0,64	49	282,1	202,2	24830	157,4	157,40
VI 10	7,53	0	7,0	4,57	25,2	20,3	0,82	67	262,5	363,4	36328	178,2	178,20
VI 20	7,59	0	15,0	3,53	34,1	35,2	0,57	136	299,9	501,2	69758	115,0	115,00
VI 40	7,74	0	27,0	2,56	37,3	17,0	0,58	199	344,0	1027,3	109275	63,1	36,10
Minta A/4	Cu	Fe	Mo	B	Al	As	Cd	Co	Cr	Hg	Ni	Pb	
SZM 5	4,94	377,0<	0,02	0,06	296,9<	0,5	0,35	3,97	1,62<	0,02	0,7	19,6	
SZM 10	7,03	205,5<	0,02	0,17	118,7<	0,5	0,41	2,16	1,03<	0,02	0,9	24,1	
SZM 20	9,78	207,5<	0,02<	0,02	133,8<	0,5	0,60	1,74	0,87<	0,02	0,4	35,1	
SZM 40	12,99	162,5<	0,02<	0,02	71,9<	0,5	0,79	1,15	1,90<	0,02	0,3	51,1	
MU 5	26,87	441,6<	0,02	0,15	329,5<	0,5	0,79	5,23	1,49	0,05	0,9	98,8	
MU 10	42,76	141,2<	0,02	0,18	35,1<	0,5	1,06	1,09	0,68<	0,02	1,0	158,8	
MU 20	78,24	221,9<	0,02	0,18	54,7<	0,5	2,12	1,27	0,78<	0,02	0,4	292,5	
MU 40	102,51	202,7<	0,02	0,28	26,5<	0,5	3,36	0,92	0,61<	0,02	0,4	453,8	
VI 5	2,64	81,5	0,05	0,12	4,9<	0,5	1,47	0,64	0,49<	0,02	0,6	6,4	
VI 10	2,64	63,9<	0,02	0,10	1,8<	0,5	2,06	0,82	0,44<	0,02	0,4	4,6	
VI 20	1,54	43,7<	0,02	0,05	1,1<	0,5	2,61	0,57	0,37<	0,02	0,3	2,5	
VI 40	1,08	19,9<	0,02	0,05	0,7,	0,5	3,09	0,58	0,23<	0,02	0,2	0,6	

M5. táblázat: A növények által felvehető elemtartalom (a mértékegységgel nem jelzett adatok mg/kg-ban vannak megadva). T = 32.HÉT

Minta A/4	pH (KCl)	CaCO3 (%)	Humusz	NO2-NO3-N	P2O5	K2O	Na	Mg	SO4-S	Ca	Mn	Zn
SZM 5	5,70	0,0	4,32	91,10	18,5	118,1	173	212,7	296,9	2400	747,00	24,28
SZM 10	7,13	3,0	3,59	91,90	27,7	139,8	113	247,8	166,4	9864	379,90	25,86
SZM 20	7,13	1,6	3,16	233,80	19,0	125,0	225	193,0	872,7	7964	343,90	42,72
SZM 40	7,15	3,6	2,03	52,90	17,7	71,3	159	140,1	638,2	14450	267,50	47,93
MU 5	4,92	0,0	4,10	113,40	15,6	204,7	375	338,0	1306,1	3221	538,10	87,41
MU 10	7,10	1,7	3,28	193,60	21,8	128,0	143	350,1	1583,5	7411	312,20	165,36
MU 20	7,12	1,9	4,41	76,30	18,3	175,8	167	172,3	1821,8	8508	205,60	257,15
MU 40	7,28	4,1	4,18	49,40	15,1	193,7	217	201,7	2455,9	21759	144,20	251,48
VI 5	7,34	5,0	4,18	97,80	12,5	169,8	155	316,5	162,9	23079	104,80	486,77
VI 10	7,47	7,0	4,62	180,30	29,3	219,6	229	284,0	382,7	36480	193,30	646,99
VI 20	7,39	15,0	4,19	133,10	16,3	199,7	300	365,8	344,4	81150	83,60	1291,38
VI 40	7,48	20,0	3,03	109,90	16,2	147,9	272	454,5	1002,1	94551	51,40	1826,33
Minta A/4	Cu	Fe	Mo	B	Al	As	Cd	Co	Cr	Hg	Ni	Pb
SZM 5	5,34	213,2	0,04	0,02	196,6<	0,5	0,20	3,66	0,71<	0,02	0,9	19,8
SZM 10	7,31	103,9	0,04	0,06	66,8<	0,5	0,37	1,74	0,35<	0,02	1,2	24,6
SZM 20	9,34	145,9	0,06<	0,02	100,3<	0,5	0,43	1,22	0,49<	0,02	0,4	34,7
SZM 40	12,44	104,5	0,02<	0,02	55,7<	0,5	0,60	0,93	0,39<	0,02	0,2	47,6
MU 5	32,81	460,5	0,03	0,10	293,4<	0,5	1,02	3,03	0,56	0,09	1,4	76,8
MU 10	57,78	161,4	0,06	0,28	56,9<	0,5	1,70	1,38	0,31<	0,02	0,9	165,0
MU 20	102,83	181,8	0,02	0,19	44,5<	0,5	2,95	0,79	0,23	0,16	0,4	310,0
MU 40	109,78	141,0	0,05	0,44	19,9<	0,5	4,08	0,32	0,18<	0,02	0,2	400,0
VI 5	2,48	48,7	0,03	0,15	9,8<	0,5	1,18	0,22	0,08	0,14	0,5	6,7
VI 10	1,96	46,6	0,03	0,24	6,7<	0,5	1,51	0,87	0,15	0,03	0,6	4,2
VI 20	1,44	41,1	0,03	0,02	2,0<	0,5	2,22	0,21<	0,02<	0,02	0,2	2,5
VI 40	0,98	21,3	0,05	0,02	0,3<	0,5	2,70	0,17<	0,02<	0,13	0,2	1,0